第 37 卷第 22 期 生 态 学 报 Vol.37,No.22
2017 年 11 月 ACTA ECOLOGICA SINICA Nov.,2017

DOI: 10.5846/stxb201609031801
张政,蔡小真,唐偲頔,郭剑芬.可溶性有机质输入对杉木人工林表层土壤有机碳矿化的激发效应.生态学报,2017,37(22):7660-7667.
Zhang Z,Cai X Z,Tang C D,Guo J F.Priming effect of dissolved organic matter in the surface soil of a *Cunninghamia lanceolata* plantation.Acta Ecologica Sinica,2017,37(22):7660-7667.

可溶性有机质输入对杉木人工林表层土壤有机碳矿化的激发效应

张 政[1,2],蔡小真[1,2],唐偲頔[1,2],郭剑芬[1,2,*]

1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007
2 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007

摘要:可溶性有机质(dissolved organic matter,DOM)是生态系统主要的可移动碳库及重要的养分库,它对森林土壤碳吸存的影响已引起高度关注,但 DOM 对森林土壤有机碳矿化的影响及机制仍不清楚。通过室内为期 36 h 的短期培养实验,利用^{13}C 稳定同位素示踪技术,探究杉木(*Cunninghamia lanceolata*)凋落叶 DOM、米槠(*Castanopsis carlesii*)凋落叶 DOM、杉木死根 DOM、米槠死根 DOM 输入对 11 年生杉木人工林表层(0—10 cm)土壤有机碳矿化的激发效应,以期揭示 DOM 在森林碳循环中的作用,对于完善森林碳循环模型有重要意义。研究结果表明:通过^{13}C 标记区分不同来源 CO_2后发现添加米槠凋落叶 DOM 和杉木凋落叶 DOM 处理中来自 DOM 的 CO_2排放速率前期迅速升高,至 12 h 达到最大值,分别为第 2 小时的 8.0 和 3.4 倍,之后下降,第 12 小时分别为第 36 小时的 4.6 和 7.0 倍;来自土壤有机碳的 CO_2排放速率同样在第 12 小时达到最大值,分别为同时间点对照的 10.1 倍和 6.3 倍。对不同来源 CO_2累积排放量进行区分发现,土壤添加凋落叶 DOM 后来自 DOM 的 CO_2累积排放量显著大于添加死根 DOM 的($P<0.01$),其中来自米槠凋落叶 DOM 的 CO_2累积排放量显著大于来自杉木凋落叶 DOM 的($P<0.05$),这与添加不同来源 DOM 中 DOC 含量呈显著正相关($P<0.001$)。不同 DOM 添加对土壤有机碳矿化的激发效应强度不同,培养 36h 期间添加凋落叶 DOM 后土壤有机碳激发效应强度始终高于添加死根 DOM 的。添加米槠凋落叶 DOM、杉木凋落叶 DOM、米槠死根 DOM、杉木死根 DOM 所引起的激发效应都在第 5 小时达到峰值,第 36 小时时添加杉木死根 DOM 出现负激发效应。可见,添加不同来源 DOM 对土壤原有有机碳矿化产生了不同的激发效应,这除了与不同来源 DOM 性质有关外,还可能与 DOM 添加后土壤微生物群落组成变化有关。有关 DOM 添加对土壤有机碳矿化影响的微生物学机制有待进一步研究。

关键词:^{13}C;可溶性有机质;凋落叶;死根;激发效应

Priming effect of dissolved organic matter in the surface soil of a *Cunninghamia lanceolata* plantation

ZHANG Zheng[1,2],CAI Xiaozhen[1,2],TANG Caidi[1,2],GUO Jianfen[1,2,*]

1 *School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China*
2 *Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, Fuzhou 350007, China*

Abstract: Dissolved organic matter (DOM) is one of the main carbon and nutrient pools in the forest ecosystem. Its effect on carbon sequestration in forest soil has received great attention. However, the influence of DOM on the organic carbon mineralization in forest soil is still unclear. Here, a short-term (36 h) incubation experiment was conducted to measure δ^{13}C within soil CO_2 efflux following soil priming effects caused by the addition of DOM from leaf and root litter of *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata*. The results showed that CO_2 efflux from *Castanopsis carlesii* leaf litter DOM and *Cunninghamia lanceolata* leaf litter DOM peaked at 12 h, being 8.0 and 3.4 times higher than that at 2 h, and 4.6 and 7.0

基金项目:国家重点研发计划(2016YFD0600304);国家自然科学基金(31370615);福建省自然科学基金(2015J01121)
收稿日期:2016-09-03; **网络出版日期**:2017-06-12

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jfguo@fjnu.edu.cn

times higher than that at 36 h, respectively. The CO_2 efflux from soil organic carbon (SOC) was also highest at 12 h and was 10.1 and 6.3 times higher than that in the control. The use of ^{13}C-labeled DOM additions allowed the total respired CO_2 to be distinguished into that derived from the added DOM and that from SOC mineralization. The cumulative CO_2 emission from added litter DOM was significantly greater than that from the added root litter DOM. In addition, the cumulative emission of CO_2 from *Castanopsis carlesii* leaf litter DOM was significantly greater than that from *Cunninghamia lanceolata* leaf litter DOM. There was a significant positive relationship between soil CO_2 efflux and the content of dissolved organic carbon. DOM from different sources had different priming effects (PEs) on SOC mineralization. During the 36 h of incubation, soils amended with leaf litter DOM always had a higher PE than those amended with root litter DOM. At 5 h, for all soils amended with DOM, the PE reached the peak. At 36 h, soil amended with *Cunninghamia lanceolata* root litter DOM changed from positive to negative PE. The microbial mechanisms of the priming effects of DOM inputs on SOC mineralization will be studied in future.

Key Words: ^{13}C; dissolved organic matter; leaf litter; dead root; priming effect

激发效应是外源有机物进入土壤使土壤原有有机碳分解速率发生改变的一种现象[1]。由于外源有机物输入而导致土壤有机碳分解速率加快的定义为正激发效应,对土壤有机碳分解速率产生抑制作用的则定义为负激发效应[2]。激发效应事关土壤有机碳的积累和分解,对于土壤碳输入和输出之间的平衡起到至关重要的作用。目前关于正激发效应产生机制主要有两种观点:一是外源有机物进入土壤后,为微生物提供碳源,促进微生物产生更多的胞外酶分解外源有机物,并分解土壤原有有机碳进而产生正激发即共同代谢理论[2]。二是外源有机物进入土壤后微生物数量上升,为满足自身的生存和发展向土壤中寻找营养元素如氮、磷元素等,进而对土壤原有有机质产生分解导致正激发效应即氮挖掘理论[3]。负激发效应则为外源有机物输入之后,微生物会偏向利用外源有机物,对土壤原有有机碳分解或利用减少[4]。

当前对于激发效应研究多集中于固体标记凋落物输入,如 Marschner 等[5]对不同方式凋落物输入后土壤有机碳激发效应的研究发现,混合树种凋落物输入对土壤有机碳激发效应的影响远大于单一树种凋落物输入;Paterson 和 Sim[6]添加不同浓度的^{13}C 标记秸秆到 4 种不同利用方式的土壤中发现,土壤有机质激发效应的强度随着土地利用方式的不同而变化。而对于为土壤微生物生长和代谢过程提供重要养分和能量的可溶性有机质(dissolved organic matter, DOM)输入的影响则较少涉及。

DOM 定义为能通过 0.45 μm 筛孔且能溶解于水、酸或碱溶液的,不同大小和结构的有机分子混合体[7-8],是生态系统中最主要的可移动碳库和养分库;它既是土壤微生物生长和分解过程中重要的能量来源,也是生态系统中元素迁移的最主要载体。它是最活跃、最易变的土壤有机质形态,还是最受争议的土壤 C 库之一[9]。尽管 DOM 占土壤有机质的总量很少,但因其在土壤中周转速度快、移动能力强以及极强的活跃性,在土壤易变 C 库和稳定土壤有机质转变中起到重要作用[10-11],是陆地生态系统中 C 循环的重要组成部分[12]。研究表明 DOM 输入之后会显著增加土壤有机碳的矿化,其中来源于 DOM 的 CO_2约占 23%[13]。有关不同树种不同来源的 DOM 对于土壤有机碳矿化的贡献率和激发效应产生何种影响还未深入研究。

我国中亚热带森林主要是以常绿阔叶林和人工针叶林为主,在丰富的降水及雨热同期的共同作用下,使得 DOM 在森林生态系统中的淋溶、迁移及积累成为该区域生态系统循环的重要组成部分。作为森林生态系统 DOM 主要来源的凋落物和根系,它们淋溶的 DOM 输入土壤,对土壤碳循环过程的影响亦引起人们的关注。本文利用^{13}C 稳定同位素示踪技术,分析不同来源树种 DOM 对土壤有机碳累积矿化量的贡献率及其激发效应,可为 DOM 在森林碳循环中的作用提供理论依据,对于完善森林碳循环模型和揭示气候变化对影响森林碳吸存的机制等有重要意义。

1　材料与方法

1.1　供试材料

研究区位于福建省三明市格氏栲自然保护区(117°28′E,26°11′N),属中亚热带海洋季风气候,具有冬冷

夏热、水热同季、湿润多雨的特点,试验地附近的三明市年均气温 20.1℃,年降水量 1670 mm,降水多集中于 3—8 月份。2014 年 3 月, 将 11 年生杉木人工林按坡度划分为上中下 3 部分,随机布设 3 块 20 m × 20 m 的标准地,在每个标准地内用土钻按“S”型取 5 个点的 0—10 cm 土层土壤,去除可见根系和动植物残体,将新鲜土壤样品过 2 mm 筛。部分用作基本理化测定,其余用于培养实验。杉木人工林表层(0—10 cm)基本理化性质如下:有机碳(17.6±1.7) g/kg、总氮(1.3±0.13) g/kg、碳氮比 13.4±0.6。选取杉木和米槠 1 年生幼苗进行盆栽种植,从 2013 年 5 月开始^{13}C 标记,7 月结束[14],人为干旱情况下致死后收获烘干,将叶、枝和根分类保存(无粉碎),培养实验于 2014 年 10 月份进行。

1.2 实验设计

按照 1:10 (样品:去离子水)浸提杉木死根、杉木凋落叶、米槠死根和米槠凋落叶,每个处理 3 个重复,浸泡 24 h 后,上清液用 0.45 μm 玻璃纤维滤膜进行抽滤,得到 DOM 溶液。在−20°C 冷冻后干燥,上机测定 δ^{13}C 值,DOM 性质和 δ^{13}C 值见表 1。

取相当于 50 g 风干土重的鲜土到 500 mL 的特质瓶中,调节土壤含水量为饱和含水量 40%,放置在 25℃ 的生化培养箱中先进行 15 d 的预培养,使土壤内部环境趋于稳定。预培养结束后,分别加入 4 种^{13}C-DOM 提取液各 4 mL,等量去离子水作为对照,调节土壤含水量达到饱和含水量 60%,每个处理 3 个重复。添加^{13}C-DOM 后的第 2、5、8、12、24、36 小时抽气取样,取样前 1 h 将瓶盖拧紧,然后将气体注入气相色谱-质谱联用仪(GC-MS)(GC-2014, Shimadzu, Kyoto, Japan)进行分析, 计算土壤 CO_2 排放速率和 CO_2 累积排放量。DOM 及 CO_2 的 δ^{13}C 值采用稳定同位素质谱仪测定(MAT253;Finnigan MAT, Bremen, Germany)。

表 1 不同来源 DOM 的性质(平均值±标准误差)

Table 1 Initial DOM characterization from different sources (mean±SE)

DOM 来源 DOM from different sources	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon /(g/kg)	可溶性有机氮 Dissolved organic nitrogen /(g/kg)	δ^{13}C/‰
米槠凋落叶 *Castanopsis carlesii* leaf litter	32.99±5.56a	0.08±0.01a	155
杉木凋落叶 *Cunninghamia lanceolata* leaf litter	14.38±0.52b	0.24±0.01b	392
米槠枯死根 *Castanopsis carlesii* dead root	3.86±0.74c	0.23±0.01b	88
杉木枯死根 *Cunninghamia lanceolata* dead root	2.27±0.10d	0.24±0.01b	11

不同字母表示有显著差异

1.3 计算方法

CO_2产生速率根据公式 1 计算:

$$F = k \times (v/m) \times (\Delta c/\Delta t) \times 273/(273 + T) \quad (1)$$

式中,F 表示气体排放的速率(mg kg^{-1} h^{-1}); k 是常数, 对 CO_2取值为 1.964 kg/m^3; $\Delta c/\Delta t$ 表示在观测时间内气体浓度随时间变化的直线斜率(mg/h); v 为培养容器的体积(m^3); m 为土壤重量(kg); T 为培养温度(℃)。CO_2的累积排放量采用相邻两次产生速率的平均值乘以间隔的时间而得。

^{13}C-DOM 对产生 CO_2的贡献率 P_{DOM}根据公式 2 计算[15]:

$$P_{DOM} = (\delta_{13}[CO_2]_{D+Ct} - \delta_{13}[CO_2]_{Ct})/(\delta_{13} C_D - \delta_{13} C_{Ct}) \quad (2)$$

式中,$\delta^{13}[CO_2]_{D+Ct}$为添加 DOM 处理土壤排放 CO_2的 δ^{13}C 值;$\delta^{13}[CO_2]_{Ct}$为对照处理土壤排放 CO_2的 δ^{13}C 值;$\delta^{13}C_D$为 DOM 的 δ^{13}C 值,$\delta^{13}C_{Ct}$为土壤的 δ^{13}C 值。

激发效应(PE)根据公式 3 计算[16]:

$$PE = \frac{(CO_{2\text{-DOM}} - CO_{2Ct})}{CO_{2Ct}} \times 100\% \quad (3)$$

式中,$CO_{2\text{-}DOM}$为添加 DOM 处理中原有土壤有机碳释放的 CO_2量;CO_{2Ct}为对照土壤有机碳释放的 CO_2量。

1.4　数据处理

所有数据采用 Excel 和 SPSS 19.0 统计软件进行分析,相关图表在 Origin 9.0 软件下完成。采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和多因素方差分析(Multiple Comparisons ANOVA)添加不同来源 DOM 后土壤 CO_2 排放速率和不同来源土壤 CO_2累积排放量的差异,采用 Pearson 相关系数分析添加外源 DOM 后土壤不同来源 CO_2累积排放量与 DOM 性质的相关性。

2　结果和分析

2.1　DOM 添加对不同来源 CO_2排放速率的影响

来源于 DOM 的 CO_2排放速率,在培养期间除第 2 小时添加杉木死根 DOM 下排放速率大于添加米槠凋落叶 DOM 外,凋落叶 DOM 添加下排放速率均显著大于死根 DOM 添加($P<0.05$)(图 1)。米槠凋落叶 DOM 和杉木凋落叶 DOM 添加处理中,来自 DOM 的 CO_2排放速率,前期迅速升高,至 12 h 达到最大值,第 12 小时分别为第 2 小时的 8.0 和 3.4 倍,之后下降,第 12 小时分别为第 36 小时的 4.6 和 7.0 倍。培养期间添加米槠死根 DOM 和杉木死根 DOM 处理中,来自 DOM 的 CO_2排放速率呈现下降趋势。米槠凋落叶 DOM 和杉木凋落叶 DOM 添加处理中,来自 DOM 的 CO_2排放速率在前 8 h 期间差异不明显,第 8 小时到第 36 小时期间,米槠凋落叶 DOM 添加处理下源于 DOM 的 CO_2排放速率显著大于杉木凋落叶 DOM 添加处理下源于 DOM 的 CO_2($P<0.001$)。

从图 2 可看出,来源于土壤有机碳的 CO_2排放速率,在培养期间 DOM 添加处理下土壤 CO_2排放速率显著大于对照土壤 CO_2排放速率($P<0.05$),添加杉木死根 DOM 除第 2 小时外,和对照无明显差异。米槠凋落叶 DOM 和杉木凋落叶 DOM 添加处理中,来自土壤有机碳的 CO_2排放速率在第 12 小时达到最大值,分别为同时间点对照土壤 CO_2排放速率 10.1 倍和 6.3 倍;添加米槠凋落叶 DOM 后来自土壤有机碳的 CO_2最大排放速率是添加杉木凋落叶后来自土壤有机碳的 CO_2最大排放速率的 1.6 倍。此外添加米槠死根 DOM 后来自土壤有机碳的 CO_2排放速率在培养期间始终大于添加杉木死根后来自土壤有机碳的 CO_2排放速率。

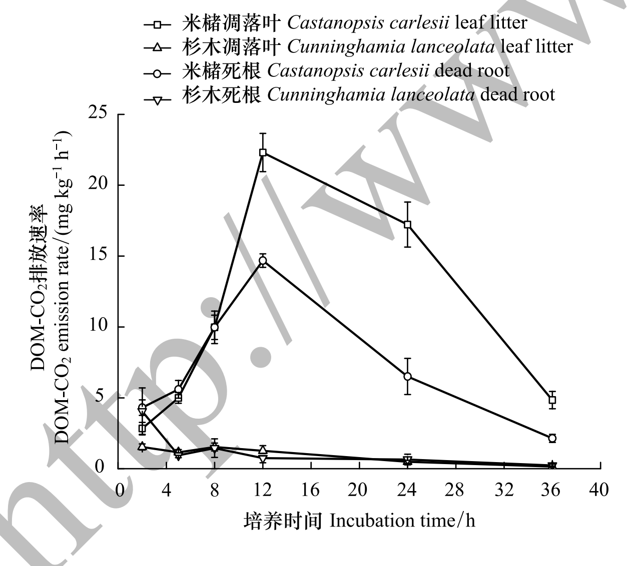


图 1　添加不同来源 DOM 后来自 DOM 的 CO_2排放速率的变化(平均值 ± 标准误差)

Fig.1　Changes in the rate of DOM-CO_2 emission after addition of different dissolved organic matter (mean±SE)

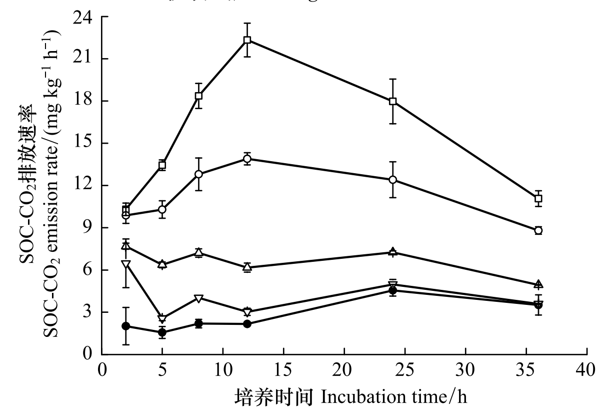


图 2　添加不同来源 DOM 后来自土壤 SOC 的 CO_2排放速率的变化(平均值 ± 标准误差)

Fig.2　Changes in the rate of SOC-CO_2 emission after addition of different dissolved organic matter (mean±SE)

2.2　DOM 添加对不同来源 CO_2累积排放量的影响

不同来源 DOM 添加处理下 CO_2累积排放量都显著大于对照土壤 CO_2累积排放量(图 3)。区分不同来源

CO_2累积排放量可知,在凋落叶 DOM 添加处理下,来源于 SOC 的 CO_2累积排放量显著大于死根 DOM 添加和对照处理下源自 SOC 的 CO_2累积排放量。米槠凋落叶 DOM 和杉木凋落叶 DOM 添加处理下,来源于 SOC 的 CO_2累积排放量分别是对照土壤 CO_2累积排放量的 3.6 倍和 3.3 倍。米槠和杉木凋落叶 DOM 添加处理下,来源于 SOC 的 CO_2累积排放量并无显著差异,但是米槠凋落叶 DOM 添加处理下来源于 DOM 的 CO_2累积排放量是杉木凋落叶 DOM 添加处理下的 1.6 倍。添加米槠死根 DOM 和杉木死根 DOM 处理下,来自 DOM 的 CO_2累积排放量并无显著差异,但来源于 SOC 的 CO_2累积排放量,米槠死根 DOM 添加要显著大于杉木死根 DOM 添加。

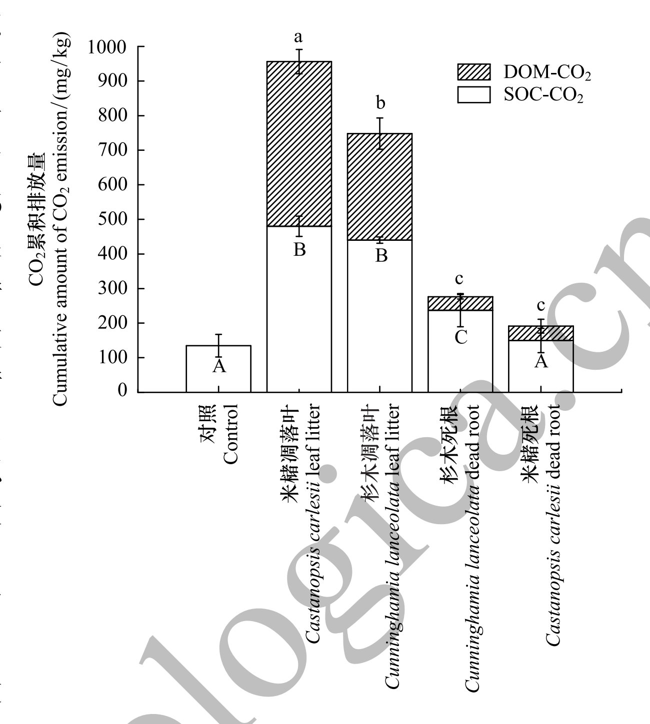


图 3 添加不同来源 DOM 后土壤 CO_2累积排放量差异(平均值±标准误差)

Fig. 3 Cumulative emission CO_2 after addition of different dissolved organic matter (mean±SE)

不同字母表示有显著差异

2.3 不同来源 CO_2和不同来源 DOM 性质之间的相关性

表 2 中 Pearson 相关系数分析显示添加外源 DOM 后来源于 DOM-CO_2累积排放量以及来源于 SOC-CO_2累积排放量和添加外源 DOM 中 DOC 含量呈极显著正相关($P<0.001$);而和添加外源 DOM 中 DON 含量呈显著负相关($P<0.01$);和 DOM 性质中 UV、HIX 以及分子量大小无显著相关性。

2.4 不同来源 DOM 添加对土壤有机碳矿化的激发效应

不同来源 DOM 添加后对土壤原有有机碳产生显著的激发效应(图 4)。添加米槠凋落叶 DOM、杉木凋落叶 DOM、米槠死根 DOM、杉木死根 DOM 产生的激发效应都在第 5 小时达到最大值,分别为 758%、557%、306%、105%。之后呈现下降趋势,在第 36 小时杉木死根 DOM 添加出现了负激发效应值为-15.1%。在培养的 36 小时内,凋落叶 DOM 添加处理下激发效应强度始终显著强于死根 DOM 添加。

表 2 不同来源 CO_2和不同来源 DOM 性质之间的相关性

Table 2 Relationships between DOM-CO_2, SOC-CO_2 and DOM characterization in the DOM addition treatments ($n=12$)

不同来源 CO_2 CO_2 from different sources	可溶性有机碳 Dissolved organic carbon	可溶性有机氮 Dissolved organic nitrogen	紫外吸收值 Ultraviolet visible absorption(UV)	腐殖化指数 Humification index (HIX)	分子量大小 Molecular size
DOM-CO_2	0.934***	−0.764**	ns	ns	ns
SOC-CO_2	0.858***	−0.528**	ns	ns	ns

DOM-CO_2:源于外源添加 DOM 的 CO_2;SOC-CO_2:源于土壤有机碳的 CO_2;*** 表示极显著相关;** 表示显著相关;ns 没有显著相关性

2.5 不同来源 DOM 添加下土壤碳库的变化

通过激发效应损失 C 量和残留在土壤中 DOM-C 的残留量,可以计算出土壤 C 库平衡(表 3)。其中凋落叶 DOM 添加下产生的激发效应导致土壤有机碳库的 C 损失量显著大于死根 DOM 添加处理下产生的激发效应导致土壤有机碳库 C 的损失量。因激发效应而导致土壤有机碳库 C 量损失最大为米槠凋落叶 DOM 添加,最小的有机碳库损失量为杉木死根 DOM 添加处理下。杉木凋落叶 DOM 中 C 分解效率更高,占总添加 C 量的 64%,残留在土壤中的 C 减少,而米槠凋落叶 DOM 中 C 的分解效率为 54%,因此杉木凋落叶 DOM 添加下土壤有机碳吸存量减少。米槠凋落叶 DOM 添加处理下增加土壤有机碳库的吸存量,为(18±5) mg C/kg 土壤而杉木凋落叶 DOM 添加处理下减少土壤有机碳库的吸存量,为(−41±7) mg C/kg 土壤(表 3)。

3　讨论

3.1　不同来源 DOM 添加对土壤 CO_2 累积排放量的影响

前期研究发现,添加米槠凋落叶 DOM 的土壤 CO_2 累积排放量显著高于添加杉木凋落叶 DOM 土壤的 53.9%[17],本文通过^{13}C 同位素标记方法,分析不同来源 CO_2 累积排放量后发现,来源于 SOC 的 CO_2 累积排放量并无差异,差异主要来源于 DOM 的 CO_2 累积排放量(图 3)。Pearson 相关系数分析显示,来源于 DOM 的 CO_2 累积排放量与添加 DOM 中 DOC 含量极显著正相关(表 2)。本研究添加米槠凋落叶 DOM 中含有 13.2 mg DOC,而杉木凋落叶 DOM 中 DOC 的含量为 5.8 mg,相比较于杉木凋落叶 DOM 添加,米槠凋落叶 DOM 添加可以为土壤微生物繁殖和生长提供更多的 DOC,进而导致微生物数量的上升,分解和消耗 DOM 能力增强,增加了来源于 DOM 的 CO_2 累积排放量[17]。死根 DOM 添加累积排放量显著低于凋落叶 DOM 添加,这除了与死根和凋落叶 DOM 中 DOC 差异有关外,还有可能是由于死根 DOM 中高分子质量的腐殖质更多,微生物更易分解和利用结构相对简单的凋落叶 DOM[18]。

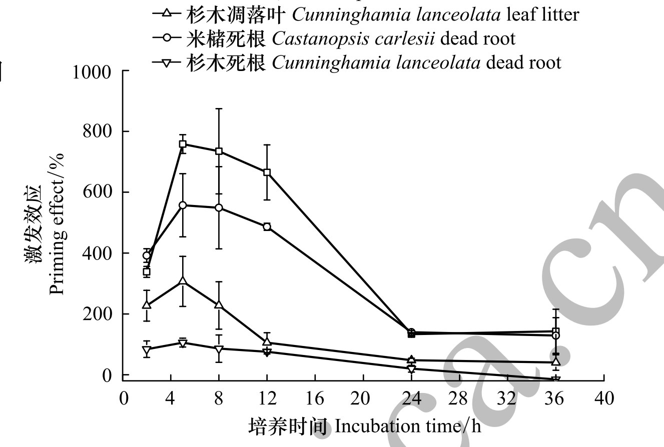


图 4　添加不同来源 DOM 后土壤的激发效应(平均值±标准误差)

Fig.4　Priming effect after addition of different dissolved organic matter (mean±SE)

表 3　不同来源 DOM 添加下土壤碳库的变化(平均值 ± 标准误差)

Table 3　Effects of different dissolved organic matter addition on the soil C balance (mg C per kg soil) (mean ± *SE*)

土壤碳库的变化 Changes of soil carbon pool	CCLL/(mg C/kg)	CLLL/(mg C/kg)	CCDR/(mg C/kg)	CLDR/(mg C/kg)
添加 DOM 中的 C 含量 DOM-C added	240±6a	117±2b	32±3c	19±0.4d
添加 DOM 中 CO_2-C 的损失量 DOM-C lost as CO_2-C	130±6a	75±4b	8±1c	7±1c
添加 DOM 中残留在土壤中的 C 量 DOM-C remained in soil	110±6a	42±6b	24±2b	12±2c
激发效应导致土壤有机碳库的 CO_2-C 损失量 Native SOC lost as CO_2-C via positive PE	92±0.6a	83±3b	27±3c	4±1d
土壤 CO_2-C 库平衡 Soil carbon balance	18±5a	−41±7d	−3±3c	8±2b

同一行不同字母表示有显著差异;CCLL:米槠凋落叶,*Castanopsis carlesii* leaf litter;CLLL:杉木凋落叶,*Cunninghamia lanceolata* leaf litter;CCDR:米槠死根,*Castanopsis carlesii* dead root;CLDR:杉木死根,*Cunninghamia lanceolata* dead root

3.2　不同来源 DOM 添加对土壤有机碳矿化激发效应的影响

添加不同来源 DOM 对土壤原有机碳矿化的激发效应强度不同,影响激发效应强度因素主要有:(1)土壤本身性质如微生物数量和群落结构、土壤 DOC 和 SOC 的含量、温度、湿度、质地、pH 等[19-21];(2)外源添加有机物的性质如数量和质量差别[22]。本室内培养实验的温度、湿度等条件相同,土壤都来自杉木人工林表层土壤,因此导致激发效应差异的主要因素来自于外源有机物的数量和质量,通过外源有机物的数量和质量的不同进而引起土壤性质,尤其是微生物群落的变化导致产生不同的激发效应。前中期凋落叶 DOM 和死根 DOM 添加处理下都产生强烈的正激发效应。产生的原因可能归结于以下两个方面:(1)土壤有机碳含量是决定激发效应强度的一个重要因素,土壤有机碳为激发效应提供所需的碳源[23]。一般来说土壤中 DOC 含量越高,微生物可利用的活性碳源越多,对于土壤有机碳分解越强烈,进而导致正激发效应愈加明显[16]。(2)对于大多数土壤来说土壤中微生物活动主要受到碳源不足的限制[24],当短时间内输入大量 DOC 时,会刺激微生物

产生更多的胞外酶一方面加速对 DOM 的分解,另一方面也会加速对土壤原有有机碳进行分解,进而导致前中期正激发效应加强[25]。相对于杉木凋落叶 DOM 添加来说,米槠凋落叶 DOM 添加产生的正激发效应在前中期更为强烈。可能是由于杉木凋落叶 DOM 中 DON 的含量显著高于米槠凋落叶 DOM。根据氮挖掘理论[4],微生物在碳源充足的情况下,微生物活动可能由碳限制转为氮限制[26],米槠凋落叶 DOM 中 DON 含量显著低于杉木凋落叶 DOM 中 DON 含量,因而米槠凋落叶 DOM 添加处理中土壤微生物会向本底有机质搜寻氮以满足生长需求,进而导致土壤原有有机碳分解产生更多来源于 SOC 的 CO_2,正激发效应加强。凋落叶 DOM 添加下激发效应始终强于死根 DOM 添加下所产生的激发效应,一部分原因是由于凋落叶 DOM 中 DOC 含量与死根 DOM 中 DOC 含量有显著差异,另一方面是由于死根 DOM 含有更多的 DON 进一步抑制了激发效应的强度。Chowdhury 等[22]亦发现激发效应的强度随着活性碳的增加而增加且和土壤 DOC 含量呈显著正相关,相同条件下氮添加会显著抑制激发效应的强度。此外,第 36 小时杉木死根 DOM 添加出现负激发效应,可能是由于杉木死根 DOM 中碳的有效性要大于土壤原有有机碳,相比较而言微生物会更加趋向利用 DOM 中有机碳进而产生负激发效应[5],或者是因为杉木根中 DOC 含量最低,负激发效应出现最早。

3.3 不同来源 DOM 添加对土壤碳平衡的影响

土壤添加不同来源 DOM 后通过产生不同的激发效应强度和趋势进而对土壤有机碳库产生不同影响(表3)。添加米槠凋落叶 DOM 增加了土壤有机碳的吸存量但添加杉木凋落叶 DOM 却减少了土壤有机碳的吸存量(表 3)。由于培养试验土壤取自杉木人工林,因此杉木凋落叶 DOM 添加会有一定的主场优势出现[27],微生物对于杉木凋落叶 DOM 中 C 分解效率更高,占总添加 C 量的 64%,残留在土壤中的 C 减少,而米槠凋落叶 DOM 中 C 的分解效率为 54%,因此杉木凋落叶 DOM 添加下土壤有机碳吸存量减少。Qiu 等(2015)研究亦发现,与单独添加 DOM 处理相比,同时添加 N 和 DOM 下土壤有机碳吸存量为(−34±17) mg C/kg 土壤,增加了有机质的矿化速率,减少了土壤碳库吸存[28]。米槠凋落叶 DOM 中 C 含量是杉木凋落叶 DOM 中 C 含量的2.3倍,但 CO_2 累积排放量是后者的 1.6 倍,原因是杉木凋落叶 DOM 中 DON 含量显著高于米槠凋落叶 DOM 中 DON 含量,较高的 N 有效性增加了有机质的矿化速率,米槠凋落叶 DOM 添加处理下有更高比例的 C 残留证实这个观点,也是造成碳库吸存量不同的一个原因。

4 结论

不同来源 DOM 添加后对土壤原有有机碳矿化产生了激发效应。培养 36 h 期间,添加凋落叶 DOM 后土壤有机碳矿化的激发效应强度始终高于添加死根 DOM。对不同来源 CO_2 累积排放量进行区分发现,添加凋落叶 DOM 处理中来源于 DOM 的 CO_2 累积排放量显著大于添加死根 DOM 处理,这与不同来源 DOM 中 DOC 和 DON 含量差异有关。在未来极端天气出现频率增加的情况下,短时强降雨增多,降雨淋溶 DOM 诱导产生的激发效应可能会对土壤有机碳库产生更为显著的影响,其激发效应的微生物学机制有待深入研究。此外本研究培养实验仅为 36 h,DOM 添加后对 SOC 的长期影响需进一步研究。

参考文献(References):

[1] Kuzyakov Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(9): 1363-1371.

[2] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(11-12): 1485-1498.

[3] Potthast K, Hamer U, Makeschin F. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(1): 56-64.

[4] Kuzyakov Y, Bol R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(4): 747-758.

[5] Hamer U, Marschner B. Priming effects in soils after combined and repeated substrate additions. Geoderma, 2005, 128(1/2): 38-51.

[6] Paterson E, Sim A. Soil-specific response functions of organic matter mineralization to the availability of labile carbon. Global Change Biology, 2013, 19(5): 1562-1571.

[7] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, Michalzik B, Matzner E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. Soil Science, 2000, 165(4): 277-304.

[8] Michalzik B, Matzner E. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. European Journal of Soil Science, 1999, 50(4): 579-590.

[9] Von Lützow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, Flessa H, Guggenberger G, Matzner E, Marschner B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(9): 2183-2207.

[10] Neff J C, Asner G P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. Ecosystems, 2001, 4(1): 29-48.

[11] Boddy E, Hill P W, Farrar J, Jones D L. Fast turnover of low molecular weight components of the dissolved organic carbon pool of temperate grassland field soils. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(4): 827-835.

[12] Kindler R, Siemens J, Kaiser K, Walmsley D C, Bernhofer C, Buchmann N, Cellier P, Eugster W, Gleixner G, Grünwald T, Heim A, Ibrom A, Jones S K, Jones M, Klumpp K, Kutsch W, Larsen K S, Lehuger S, Loubet B, Mckenzie R, Moors E, Osborne B, Pilegaard K, Rebmann C, Saunders M, Schmidt M W I, Schrumpf M, Seyfferth J, Skiba U, Soussana J F, Sutton M A, Tefs C, Vowinckel B, Zeeman M J, Kaupenjohann M. Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. Global Change Biology, 2011, 17(2): 1167-1185.

[13] Wang Q K, Wang Y P, Wang S L, He T X, Liu L. Fresh carbon and nitrogen inputs alter organic carbon mineralization and microbial community in forest deep soil layers. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 72: 145-151.

[14] 万菁娟, 郭剑芬, 纪淑蓉, 任卫岭, 杨玉盛. 可溶性有机物输入对亚热带森林土壤 CO_2 排放及微生物群落的影响. 林业科学, 2016, 52(2): 106-113.

[15] Wang H, Xu W H, Hu G Q, Dai W W, Jiang P, Bai E. The priming effect of soluble carbon inputs in organic and mineral soils from a temperate forest. Oecologia, 2015, 178(4): 1239-1250.

[16] 王晓峰, 汪思龙, 张伟东. 杉木凋落物对土壤有机碳分解及微生物生物量碳的影响. 应用生态学报, 2013, 24(9): 2393-2398.

[17] 万菁娟, 郭剑芬, 纪淑蓉, 任卫岭, 司友涛, 杨玉盛. 不同来源可溶性有机物对亚热带森林土壤 CO_2 排放的影响. 植物生态学报, 2015, 39(7): 674-681.

[18] Wild B, Schnecker J, Alves R J E, Barsukov P, Bárta J, Čapek P, Gentsch N, Gittel A, Guggenberger G, Lashchinskiy N, Mikutta R, Rusalimova O, Šantrůčková H, Shibistova O, Urich T, Watzka M, Zrazhevskaya G, Richter A. Input of easily available organic C and N stimulates microbial decomposition of soil organic matter in arctic permafrost soil. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 75: 143-151.

[19] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, Myachina O, Dittert K, Lin X G, Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. Global Change Biology, 2014, 20(7): 2356-2367.

[20] Sullivan B W, Hart S C. Evaluation of mechanisms controlling the priming of soil carbon along a substrate age gradient. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58(2): 293-301.

[21] Blagodatskaya E, Kuzyakov Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. Biology and Fertility of Soils, 2008, 45(2): 115-131.

[22] Chowdhury S, Farrell M, Bolan N. Priming of soil organic carbon by malic acid addition is differentially affected by nutrient availability. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 77: 158-169.

[23] Kemmitt S J, Lanyon C V, Waite I S, Wen Q, Addiscott T M, Bird N R A, O'Donnell A G, Brookes P C. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass-a new perspective. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(1): 61-73.

[24] Demoling F, Figueroa D, Bååth E. Comparison of factors limiting bacterial growth in different soils. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(10): 2485-2495.

[25] Wang Q K, Wang S L, He T X, Liu L, Wu J B. Response of organic carbon mineralization and microbial community to leaf litter and nutrient additions in subtropical forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 71: 13-20.

[26] Wang H, Boutton T W, Xu W H, Hu G Q, Jiang P, Bai E. Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes. Scientific Reports, 2015, 5: 10102.

[27] Ayres E, Steltzer H, Berg S, Wall D H. Soil biota accelerate decomposition in high-elevation forests by specializing in the breakdown of litter produced by the plant species above them. Journal of Ecology, 97(5): 901-912.

[28] Qiu Q Y, Wu L F, Ouyang Z, Li B B, Xu Y Y. Different effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) and urea on the priming of soil organic carbon. Environmental Sciences Processes and Impacts, 2016, 18(3): 330-341.